Marzo del 2001

Modelación de la migración de derivados del petróleo en las aguas subterráneas en un acuífero poco profundo próximo al pueblo de Güines

INTRODUCCIÓN

Desde hace más de una década en Cuba se ha estado aplicando, con resultados satisfactorios la tecnología de la modelación matemática del flujo del agua subterránea, tanto en la evaluación de proyectos de ingeniería relacionados con el agua subterránea,[1,2] como en el estudio del comportamiento hidrodinámico de los acuíferos y su operación.[3,4] En todos estos casos el software utilizado ha sido el programa AQÜIMPE, de comprobada eficiencia y respaldado por una tecnología de aplicación en los acuíferos cársicos.[4-10]

En lo referido a la calidad del agua subterránea, en la última década la utilización de la modelación matemática ha adquirido un orden prioritario, debido a que cada día es más afectada por el uso intensivo de los recursos hídricos y por el aumento de las fuentes de contaminación producto del incremento poblacional y del desarrollo social. Cada vez son más frecuentes los casos de contaminación del agua subterránea que demuestran la vulnerabilidad de los acuíferos y obligan al cierre de fuentes de abasto con sus consecuentes afectaciones y costos de rehabilitación.

El caso que nos ocupa, relacionado con la contaminación del agua subterránea y suelo, producto de filtraciones en una estación de almacenamiento y distribución de derivados del petróleo, es uno de los casos más frecuentes reportados en la literatura, de gran impacto ambiental, con grandes costos de remediación y de difícil pronóstico debido a que en dicho fenómeno intervienen varios factores de difícil determinación.[11,12]

Más adelante se hará referencia a la definición del modelo conceptual a partir de la información obtenida en la zona de estudio y a las características del programa utilizado para analizar el comportamiento del transporte de contaminantes en el agua subterránea en dicha área.

Resumen / Abstract

Se exponen las características de un modelo numérico utilizado para determinar el transporte de soluto en el agua subterránea desarrollado en España y denominado TRACONF y la metodología para su acople al modelo de flujo AQÜIMPE aplicado satisfactoriamente en la modelación regional de varios acuíferos cubanos. Con el caso estudiado se muestra la posibilidad de evaluar el comportamiento del transporte de algunos derivados del petróleo en el agua subterránea, considerando los fenómenos de dispersión-difusión y de la adsorción. Se evidencia la necesidad de continuar estudiando la forma de la determinación práctica de los parámetros que intervienen en el fenómeno y las posibilidades de aplicación de estas técnicas numéricas al estudio del transporte de contaminantes en acuíferos fisurados y cársicos.

Palabras clave: modelación matemática, aguas subterráneas, contaminación, petróleo

The characteristics of the TRACONF software (developed in Spain) used to determine the groundwater solute transport are presented along with the methodology for linking it to the AQÜIMPE software which has been satisfactorily applied to the regional modeling of several Cuban aquifers. The study case shows the possibility of evaluating the behavior of the groundwater transport of some products of petroleum, considering the dispersion-diffusion phenomenon and the adsorption. Further research is needed about the practical determination of the transport phenomenon parameters and the application of these techniques to the study of solute transport in karstics aquifers.

Key words: groundwater modeling, petroleum, contamination.

Armando O. Hernández Valdés, PhD, Ingeniero Hidráulico, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría

e-mail: ahernandez@cih.ispjae.edu.cu

FORMULACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL

A partir del informe del Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH) sobre las características hidrogeológicas regionales y de los datos aportados por las investigaciones geológicas y geofísicas del área en particular, se planteó modelar un área de 700 m de ancho por 1 200 m de largo, donde el contorno Este coincide con el río Mayabeque hacia el cual se dirige el escurrimiento subterráneo.

Las propiedades hidrogeológicas fueron estimadas de acuerdo con las características de la zona según los informes y estudios antes mencionados. Se considera el medio heterogéneo de baja permeabilidad pero con una zona de mayor conductividad hidráulica coincidente con la zona donde se produce la entrada del contaminante al subsuelo, la cual está confirmada por los estudios geológicos y geofísicos con la presencia de grietas.

El proceso de la contaminación del agua subterránea en el caso de estudio, puede ser concebido por un esquema similar al presentado por Burden,[13] siendo el siguiente:

El petróleo vertido se moverá hacia abajo por la acción de la fuerza de gravedad como una fase no acuosa líquida. Durante el movimiento en la zona no saturada, parte de este líquido será atrapado en los poros del suelo. Si el vertimiento es grande, el petróleo seguirá hacia abajo hasta llegar a la franja capilar. Debido a que esencialmente todos los derivados del petróleo son más ligeros que el agua, el petróleo flotará en la franja capilar y puede migrar con el flujo del agua subterránea local. Por otra parte, las oscilaciones del nivel freático permiten al petróleo retenido en la zona no saturada quedar por debajo de dicho nivel y facilitar la dilución y transporte por el agua subterránea.

Además del proceso de contaminación enunciado en el párrafo anterior, las altas temperaturas provocan la evaporación de los hidrocarburos volátiles, incrementando los volúmenes del cuerpo de petróleo por el desarrollo de la fase gaseosa en la zona no saturada, posteriormente la lluvia o el riego, facilitan el intercambio con la fase acuosa mediante la dilución y posterior contaminación del agua subterránea.

Con la información disponible y el período de toma de datos, no es posible lograr la calibración del flujo, por lo que se considera un régimen estacionario, simulado, por una lámina de infiltración constante de 0,5 mm/d (lo que representa un 14 % de la lámina de lluvia media anual) siendo los niveles de las aguas subterráneas simulados, similares a los observados puntualmente y en correspondencia con los datos hidrogeológicos regionales suministrados por el INRH.

Se considera la entrada del combustible como una masa expresada en g/d e infiltrada a lo largo de una distancia de 50 m a partir del lugar donde ocurrió la rotura del conducto y en el sentido del escurrimiento subterráneo.

CARACTERÍSTICAS DEL MODELO DE TRANSPORTE Y SUS POSIBILIDADES DE APLICACIÓN AL CASO ESTUDIADO

El modelo matemático para evaluar la concentración de un soluto en puntos de interés de un sistema acuífero y para determinados tiempos, requiere de un conjunto de hipótesis simplificadoras que permitan su aplicación práctica. Por otro lado, es necesario ser consecuentes con estas limitaciones y no aplicarlo en casos particulares donde no sea posible aceptarlas.

Se supone que debido a la naturaleza del contaminante, tanto la densidad como la viscosidad del agua no cambian, y la teoría de la dispersión puede ser aplicada ya que muy pequeñas cantidades de hidrocarburos pueden contaminar grandes volúmenes de agua subterránea. Esta hipótesis fue utilizada por Fried,[14] señalando que la concentración no permanece constante próxima al foco contaminante debido a la dispersión hidrodinámica, independientemente de los procesos de retención o degradación.

Sistema de ecuaciones

Ecuación diferencial del flujo plano bidimensional no estacionario en un acuífero confinado:[15,16]

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}+F=\frac{E\partial h}{T_D\partial t} \qquad \text{...(1)}$$

donde:

E : Coeficiente de almacenamiento (adimensional).

T_D : Transmisividad ($L^2\,T^{-1}$).

F : Recarga o extracción (LT^{-1}).

Ecuación diferencial del transporte de poluto en régimen no uniforme en un medio poroso saturado:

$$D_{xx}\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+D_{xy}\frac{\partial^2 C}{\partial x\partial y}+D_{yx}\frac{\partial^2 C}{\partial y\partial x}+D_{yy}\frac{\partial^2 C}{\partial y^2}$$

Dispersión - Mecánica

$$-\frac{\partial}{\partial x}\left[\frac{V_x C}{\theta}\right]-\frac{\partial}{\partial y}\left[\frac{V_y C}{\theta}\right]-\lambda RC=R\frac{\partial C}{\partial t} \qquad \text{...(2)}$$

donde:

$$D_{xx}=(\alpha_L\bar{V}_x^2+\alpha_T\bar{V}_y^2)/|\bar{v}|$$

$$D_{yy}=(\alpha_L\bar{V}_y^2+\alpha_T\bar{V}_x^2)/|\bar{v}|$$

$$D_{xy}=D_{yx}=([\alpha_L-\alpha_T]\bar{V}_x\bar{V}_y)/|\bar{v}|$$

siendo:

$$\bar{V}_y=\frac{V_y}{\theta},\ \bar{V}_x=\frac{V_x}{\theta} \qquad \text{y} \qquad \bar{V}=\left[\bar{V}_y^2+\bar{V}_x^2\right]^{1/2}$$

αL : Dispersividad longitudinal (L).
C : Concentración.
θ: Porosidad.
αT: Dispersividad transversal (L).
λ : Constante de descomposición del soluto (T^{-1}).
R: Factor de retardo (adimensional).

Se considera que la influencia de la difusión molecular en el transporte de soluto es despreciable en relación con la dispersión y con la advección.[17]

En este caso se considera que no hay descomposición del hidrocarburo $\lambda = 0$.

Según la referencia 18, el retardo en la zona no saturada es mayor que en la saturada, debido a que la causa es el intercambio gas-líquido y aunque existe el efecto de la adsorción por la matriz porosa, este es de menor importancia. En el caso de la zona saturada, el intercambio líquido-sólido es la causa del retardo, teniendo poco efecto el aire residual sobre el movimiento de los hidrocarburos.

La determinación del factor de retardo R debe hacerse *in situ*, ya que depende de varios factores, tales como la heterogeneidad del medio y su variabilidad espacial. Valores obtenidos de mediciones del movimiento de la pluma de contaminantes orgánicos en relación con un trazador, dan un rango de ($1{,}6 \leq R \leq 10$).[19] Como en este caso no se pueden realizar por el momento, estos trabajos experimentales, se consideraron en la simulación tres situaciones: sin retardo $R = 0$, poco retardo $R = 2$ y gran retardo $R = 4$.

El otro parámetro que debe ser determinado *in situ* es la dispersividad ya que los valores de laboratorio difieren altamente de los obtenidos en el campo, siendo un factor que depende de la escala de trabajo,[19] indican un rango de 0,1m a 100 m. Según varios autores la relación entre las dispersividades transversal αT y longitudinal αL es de 1:10. Para formaciones geológicas como las del caso de estudio, se supone ($10 \leq aL \leq 60$) en este caso se obtuvieron de la calibración los valores: $\alpha_T = 3$ m y $\alpha_L = 30$ m.

Como se puede apreciar de las consideraciones antes enunciadas, el conocimiento exacto de todos los parámetros que intervienen en la solución de las ecuaciones diferenciales que intervienen en el fenómeno estudiado, es prácticamente imposible, pero como señalan Hofman y otros,[17] es necesario tenerlas en cuenta para realizar una estimación realista del comportamiento de la pluma de contaminación.

Algoritmo de solución numérica aplicado

El algoritmo de solución numérica del sistema de ecuaciones diferenciales (1) y (2) que se plantea en TRACONF, resuelve en primer lugar, la ecuación de flujo (1) y con las velocidades obtenidas por elemento se resuelve la de transporte (2) en cada paso de tiempo. En el caso del régimen estacionario la ecuación de flujo se resuelve una sola vez.[21] Es posible vincular los softwares AQÜIMPE y TRACONF, aprovechando las ventajas del primero como modelo de flujo para realizar las etapas de modelo conceptual y calibración. Para lograr el acople de ambos sistemas y posteriormente resolver el transporte del soluto, se propone para su aplicación en Cuba el procedimiento indicado en la referencia 21.

Las características fundamentales del modelo de transporte TRACONF aparecen en el manual de usuario.[22]

Condiciones de estabilidad para el modelo de transporte

Para lograr estabilidad numérica en el modelo de transporte se imponen restricciones a la discretización espacial y temporal a partir de los parámetros adimensionales conocidos por el Número de Peclet (Pe) y el Coeficiente de Courant (Co).

Varios autores plantean que se requiere ($Pe \leq 2$) y que ($Co \leq 1/3$), con el fin de evitar que se produzca una cierta dispersión numérica;[15,16,22,23] sin embargo, según las experiencias obtenidas en la práctica se plantea que los problemas numéricos sólo se presentan en los casos donde: ($Pe > 20$) y/o ($Co > 1$). En las corridas realizadas en el modelo se cumple que el valor de $Pe \leq 2$ y $Co \leq 1$ y no se observó inestabilidad numérica.

Discretización y magnitudes de los parámetros

El área modelada tenía una extensión de 700 m de ancho por 1 200 m de largo. Se consideran impermeables todos los contornos, excepto el coincidente con el río Mayabeque (contorno este), que se le asigna carga fija, coincidente con la cota del agua en el río, lo que presupone una relación directa río-acuífero.

Se realizaron dos discretizaciones del área en elementos finitos triangulares, resultando una malla que consta de 192 triángulos lineales para TRACONF, equivalentes a 48 cuadráticos para AQÜIMPE, con un total de 117 nodos para ambos.

Se utilizaron tres combinaciones de propiedades hidrogeológicas para caracterizar los elementos en el área de modelación.

Al no disponerse de datos con observaciones sistemáticas de los niveles de las aguas subterráneas, por ser un área pequeña y de pocos recursos hídricos subterráneos, no es posible realizar una calibración del modelo de flujo en régimen no estacionario, por lo que como ya se dijo anteriormente, se trabajará con un régimen estacionario generado por una lámina de infiltración constante de 0,5 mm/d. El estado de cargas en régimen estacionario obtenido por AQÜIMPE y TRACONF son coincidentes y la concentración inicial del agua en todos los nodos es nula.

La entrada del combustible al acuífero se simula como una inyección constante de masa de hidrocarburo de 120 kg/d durante 900 d, lo que equivale aproximadamente a una pérdida de 110 000 L de petróleo en dos años y medio. Se ha considerado este período de tiempo por no estar bien definida la fecha en que comenzaron a producirse fugas de combustible en el depósito, esto

implica, desde el punto de la modelación, que la masa de combustible inyectado se ha concentrado en esos dos años y medio.

La entrada se distribuyó uniformemente entre los nodos 31 (coincidente con el punto donde se produce el derrame del combustible) y 40, ambos en la dirección del escurrimiento subterráneo, separados 50 m y ubicados en la zona de mayor conductividad hidráulica. Se considera que el combustible después de su entrada en el agua subterránea, se mueve como mezcla completa en un espesor de acuífero constante de 4 m.

Resultados de las corridas del modelo de transporte

De las múltiples corridas realizadas, se muestra en la tabla 1 el resultado de la calibración con los datos observados, donde se consideró el efecto del factor de retardo en la pluma de contaminación (R = 2) y las dispersividades α_T = 3 m y α_L = 30 m. No se considera la influencia de la difusión molecular en el transporte del hidrocarburo, ya que es despreciable en relación con la dispersión y con la advección.[17,21] En ese caso se considera que no hay descomposición del hidrocarburo, λ = 0.

Se obtuvieron las curvas de isoconcentración que correspondían al final del vertimiento, fijado a comienzos del año 1997 y las correspondientes al momento actual (dos años y medios posterior al cese del vertimiento), distribución que se muestra en la figura 1.

La situación a los 5 años después del cese del vertimiento y que corresponderá al año 2002, puede observarse en la figura 2.

Tabla 1
Concentración de hidrocarburo en agua (ppm)

Cala	No. 1	No. 3	No. 4	No. 5	No. 7	No. 8
Concentración	4 046	10	15	1,98	5 280	0,056

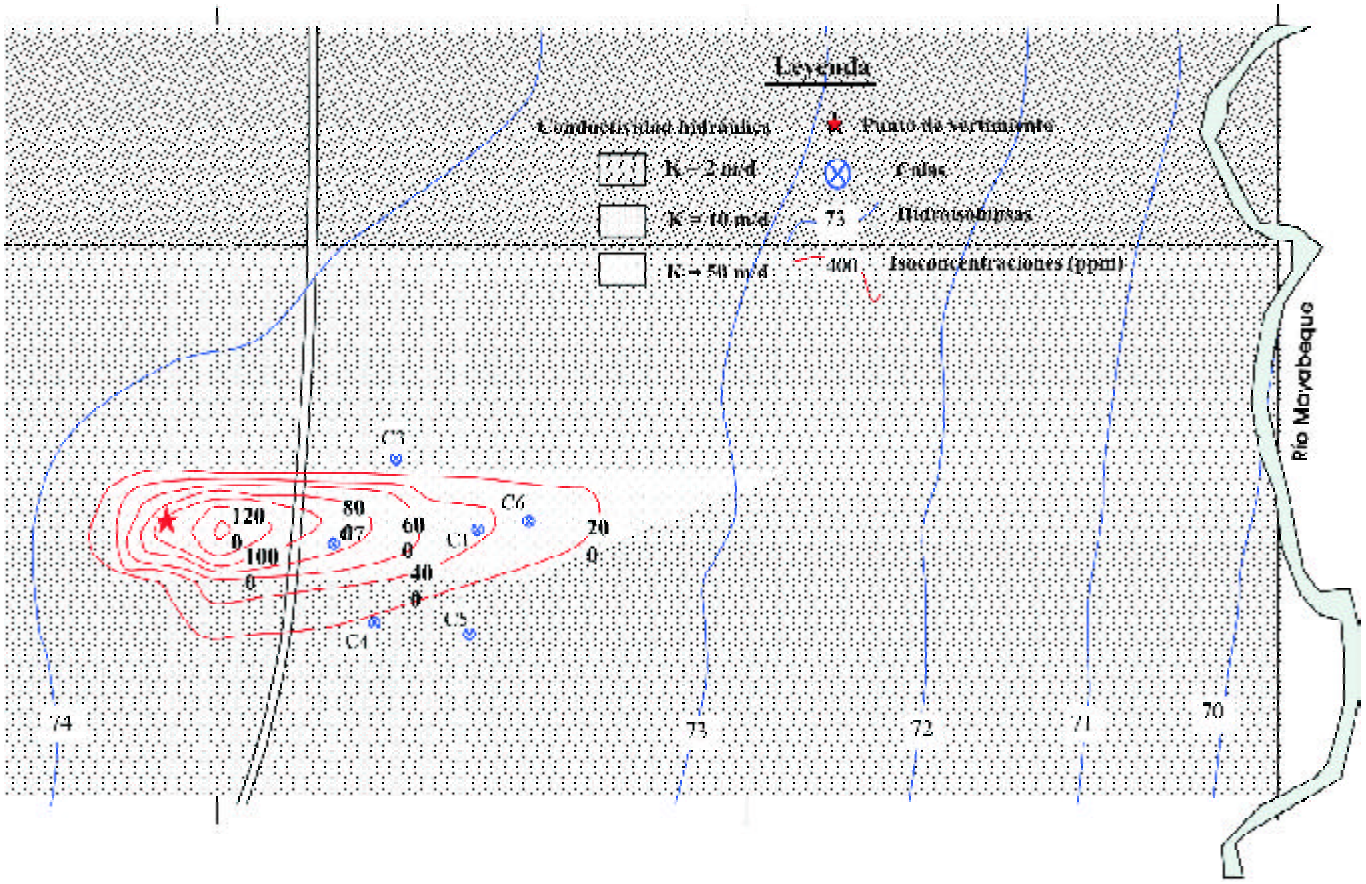

FIG. 1 ***Curvas de hidroisohipsas e isoconcentración en ppm después de 2,5 años de cesar el vertimiento de 200 lpd y con un factor de retardo R = 2. Dispersividades:*** l_L ***= 30 m y*** l_T ***= 3 m***

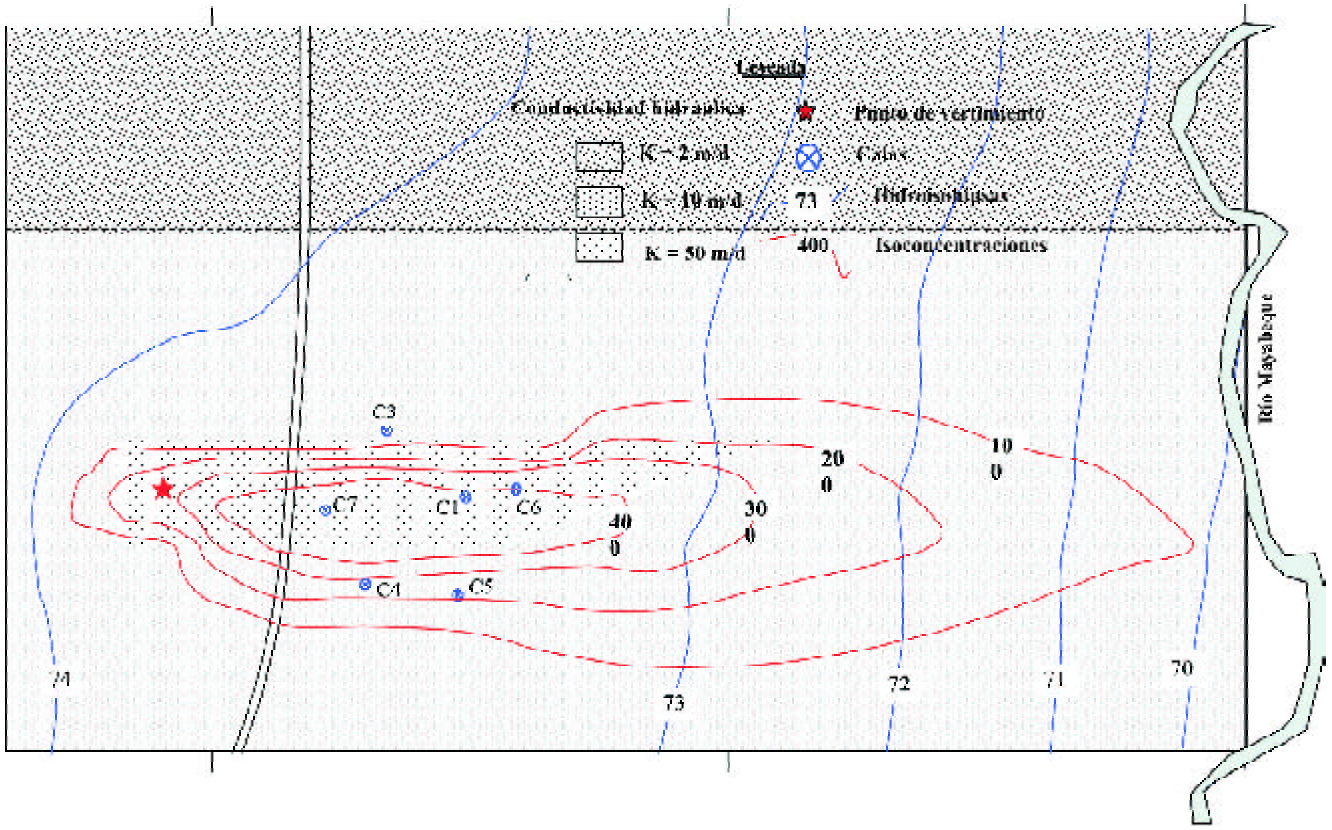

FIG. 2 *Curvas de hidroisohipsas e isoconcentración en ppm después de 5 años de cesar el vertimiento y con retardo R = 2. Dispersividades:* $l_L = 30\ m$ *y* $l_T = 3\ m$

En las dos figuras 1 y 2, se muestra la ubicación de las calas realizadas en el área de estudio.

Del resultado de las corridas del modelo se pudo apreciar el comportamiento lógico de la pluma de contaminación en correspondencia con los factores de retardo, dispersividades, propiedades hidrogeológicas, dirección del flujo y magnitud de la inyección. Las mayores concentraciones se producen en los puntos próximos al punto de vertimiento.

La comparación de los resultados de las corridas con los datos observados en las calas y que se muestran en la tabla 1, debe ser interpretado adecuadamente, ya que los valores de las concentraciones simuladas representan valores medios en todo el espesor del acuífero.

De la tabla anterior se puede apreciar la variación espacial de las concentraciones del hidrocarburo, lo que se utilizó para la calibración de los parámetros del transporte del hidrocarburo.

Es necesario tener en consideración las observaciones que se realizan,[24] sobre la manipulación de las muestras de los hidrocarburos del petróleo, la influencia de la heterogeneidad del medio poroso y la toma de muestras. Para períodos prolongados, como es el caso de estudio, debe trabajarse con la concentración aparente correspondiente a todo el espesor del acuífero.

Las curvas de la figura 3, muestran el comportamiento de la variación de la concentración con el tiempo en los tres nodos seleccionados: nodo 49 se corresponde con la cala 7, nodo 58, con la cala 1 y el nodo 67, con la cala 6.

Se aprecia que, después de corregida la fuga al cabo de 900 días, el transporte del contaminante se manifestó en dos etapas diferentes: la primera etapa correspondió a la rama creciente de cada curva, que no es más que el ascenso de la concentración en los nudos correspondientes y que culmina cuando se alcanza el valor máximo. La segunda etapa es la de la rama decreciente, que corresponde a la recuperación hacia la calidad inicial del agua. Los primeros puntos en recuperarse son los más cercanos a la fuente de contaminación, que también alcanzan el valor máximo de la concentración.

El comportamiento simulado se acerca bastante a la realidad por lo que se puede estimar que las afectaciones por el derrame de petróleo en las capas de suelo permanecerán durante un tiempo prolongado, tanto en la zona no saturada como en las aguas subterráneas.

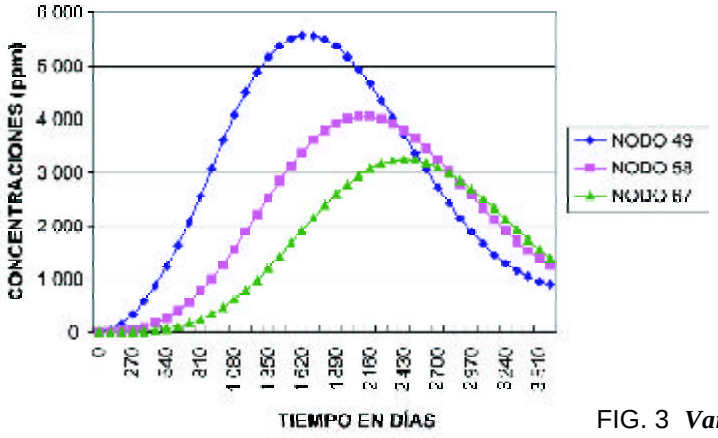

FIG. 3 *Variación de la concentración con el tiempo.*

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Estas afectaciones se manifestarán en los próximos años en la calidad de las aguas superficiales del río Mayabeque. La confiabilidad de los resultados de este pronóstico se podrá aumentar en la misma medida en que pueda ampliarse la calidad de la base de datos disponibles.

1. La pluma de contaminación de las aguas se adapta bien a los valores observados en las calas 7 y 1, no siendo así para la cala 4, por tener valores de contaminación muy pequeños, lo que es imposible de simular partiendo del conjunto de hipótesis establecidas y las características de la discretización.

2. En las corridas realizadas en el modelo no se observó inestabilidad numérica.

3. La influencia de los parámetros que intervienen en el transporte del hidrocarburo, se comporta según lo previsto.

4. Atendiendo a las características de la zona y de la fuente de contaminante, la configuración y traslado de la contaminación de petróleo debe ser semejante a la indicada, por lo que, debe esperarse que las afectaciones en las capas de suelo permanezcan un gran tiempo en la zona no saturada y en las aguas subterráneas. Es previsible que las primeras manifestaciones en la calidad de las aguas superficiales del río Mayabeque se presenten antes de los próximos dos años.

5. De acuerdo con el comportamiento de los niveles de contaminación y de la modelación realizada, la fuga de hidrocarburo podrá ascender a unos 110 000 litros.

6. El área superficial que será afectada en los próximos años, de no tomarse medidas, debe aumentar sensiblemente, aunque la magnitud de las concentraciones de petróleo disminuirán.

7. Se sugiere seguir la toma de muestras para mejorar la calibración del modelo de transporte y de los parámetros que intervienen en el fenómeno. La confiabilidad de los resultados de este pronóstico dependerá de cuánto pueda ampliarse la calidad de la base de datos disponibles.

REFERENCIAS

1. DILLA F., L. VALDÉS Y J. C. BATISTA: **"Modelación matemática del acuífero Ariguanabo", Memorias del XIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, pp. 272-283, Ciudad de La Habana, 1988.**
2. LLANUSA R., HAYDEÉ, ***et al.***: **"Modelo matemático del acuífero costero de La Habana, *Ingeniería Hidráulica,* Vol. XIII, No. 2, pp. 3-12, ISPJAE, Ciudad de La Habana, 1992.**
3. DILLA, FÉLIX: **"La modelación matemática del flujo suberráneo y las técnicas de optimización aplicadas en la investigación y explotación de acuíferos a escala regional", Tesis de Doctorado, 1993.**
4. GONZÁLEZ MORENO, JESÚS: **"Las técnicas matemáticas en la evaluación y explotación de acuíferos", Tesis de Maestría en Ingeniería Hidráulica, ISPJAE, Ciudad de La Habana, 1995.**
5. LLANUSA R., H., F. DILLA; A. O. HERNÁNDEZ Y J. B. MARTÍNEZ: **"Metodología para la calibración de modelos matemáticos de acuíferos subterráneos", *Monografía*, 1990.**
6. HERNÁNDEZ, A. O.;J. B. MARTÍNEZ, H. LLANUSA, F. DILLA Y O. RIVERO: **"Modelo matemático del acuífero Ciego-Morón", Memorias del XIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, pp. 317-328, Ciudad de La Habana, Cuba, 1988.**
7. HERNÁNDEZ VALDÉS, ARMANDO O.: **"La explotación de acuíferos a escala regional y la modelación matemática como su base tecnológica". Tesis en opción del grado científico de Doctor en Ciencias Ténicas, ISPJAE, diciembre, 1991.**
8. MARTÍNEZ J. B.: **"Reflexiones sobre la modelación de acuíferos en las condiciones de Cuba", Memorias del XIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, pp. 264-271, Ciudad de La Habana, Cuba, 1988.**
9. MARTÍNEZ, J. B.: **"Simulación matemática de cuencas subterráneas: Flujo impermanente bidimensional", *Monografía*, ISPJAE, Ciudad de La Habana, 1989.**

10. MARTÍNEZ, J. B. ***et. al.***: **"Manual de usuario del sistema AQUIMPE",** ***Monografía*****, CIH, ISPJAE, Ciudad de La Habana, 1990.**
11. ESPINOSA, CARLOS Y ALBERT VALOCCHI: **"Macrodispersión y su efecto en la dispersión de contaminantes en acuíferos", 2do. Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Vol. 1, Tema II, Santiago de Chile, 1994.**
12. GESCH M., ERNESTO Y JOSÉ F. MUÑOZ: **"Métodos de estimación de parámetros dispersivos en acuíferos", 2do. Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Vol. 1, Tema II, Santiago de Chile, 1994.**
13. BORDEN, R. C. AND C. M. KAO: **"Evaluation of Groundwater Extraction for Remediation of Petroleum-Contaminated Aquifers",** ***Water Environment Research*****, Vol. 64, No. 1, pp. 28-36, Jan.-Feb., 1992.**
14. FRIED J. J.; P. MUNTZER AND L. ZILLIOX: **"GroundWater Polluttion by Transfer of Oil Hidrocarbons".** ***Ground Water*****, Vol. 17, No. 6, pp. 586-594, Nov.-Dec., 1979.**
15. HUYAKORN, P. S. AND G. F. PINDER: **"Computational Methods in Subsurface flow", Academic Press (473 p), A subsidiary of Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, 1983. 14.-Istok Jonathan, "Groundwater Modeling by the Finite Element Method", American Geophysical Union, Water Resources Monograph 13 (495p).**
16. KINZELBACH, WOLFGANG: ***Groundwater Modeling. An introduction with Sample Programs in Basic*****, Elsevier, 1986.**
17. ZIENKIEWICZ, O.C.: ***The Finite Element Method*****, 3ra. ed. McGraw-Hill, London, 1977.**
18. DUCREAUX, J., C. BOCARD, P. MUNTZER, O. RAZAKARISA AND L. ZILLIOX: **"Mobility of Soluble and Non-soluble Hydrocarbons in Contaminated Aquifer".** ***Wat. Sci. Tech*****, Vol. 22, No. 6, pp. 27-36, 1990.**
19. ROBERTS, P. V., M. REINHARD AND A. J. VALOCCHI: **"Movement of Organic Contaminants in Groundwater: Implications for Water Supply", Research and Technology,** ***Journal AWWA,*** **August, 1982.**
20. HOFMAN B. AND H. KOBUS: **"Coupling GIS and Geohydrological Models to Assess Poit-Source Groundwater Contamination Risk - a Planning Tool for Public Water Supply Companies". HydroGIS96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management. Proceedings of the Vienna Conference, April 1996, IAHS Publ No. 235, pp. 313-324.**
21. LASSANE, SERE Y WALQUIRIA SEGREO: **"Aplicación de la modelación numérica al transporte de contaminantes en acuíferos", Trabajo de Diploma, ISPJAE, 1995.**
22. CARRERA, J., G. GALARZA Y A. MEDINA: **"Manual del usuario de TRACONF", E.T.S.I., Caminos, Canales y Puertos, Universidad Politécnia de Catalunya, Barcelona, abril, 1989.**
23. SAMPER CALVETI, F. J.: **Gestión y protección del agua subterránea. Modelo de acuífero, Curso D. 2do. Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Santiago de Chile, abril, 1994.**
24. HEADLEY, J. V. AND W. E. RAE: **"Sampling and Analytical Strategies for Delineating Petroleum Contaminated Soils and Ground Water",** ***Bulletin of Canadian Petroleum Geology*****, Vol. 40, No. 4, pp. 295-302, Dec., 1992.**